

Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Os efeitos do fogo na comunidade de répteis da Mata da
Margaraça**

Francisco José Condessa Barreto

Orientador(es) | Paulo Sá Sousa

Évora 2020



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

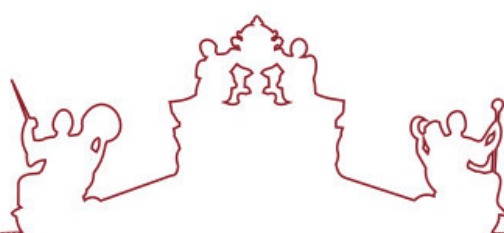
Dissertação

**Os efeitos do fogo na comunidade de répteis da Mata da
Margarça**

Francisco José Condessa Barreto

Orientador(es) | Paulo Sá Sousa

Évora 2020



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

- Presidente | João Eduardo Rabaça (Universidade de Évora)
- Vogal | Luís Miguel Pires Ceríaco ()
- Vogal-orientador | Paulo Sá Sousa (Universidade de Évora)



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

**Os efeitos do fogo na comunidade de répteis da Mata da
Margarça**

Francisco José Condessa Barreto

Orientador | Paulo Sá Sousa

Évora, 2020

Agradecimentos

Ao chegar ao fim de mais uma etapa, não posso deixar de agradecer a todos os que de certa forma contribuíram para a concretização deste objetivo.

Ao Professor Paulo Sá Sousa, pela orientação, disponibilidade e paciência. Por todo o apoio dado, ajuda em várias decisões importantes e por todo o conhecimento transmitido ao longo deste percurso.

À Professora Celeste Silva, pela oportunidade de realizar este trabalho no local fantástico que é a Mata da Margaraça, e por todo o apoio, conhecimento e preocupação transmitidos desde o início.

Aos meus colegas e amigos Bruno Natário, João Alves, Mário Ruivo e Nuno Gomes pelo acompanhamento no campo e troca de ideias ao longo deste trajeto.

Ao Eduardo Ferreira e ao meu irmão Hugo Barreto por toda a ajuda, partilha de opiniões e conhecimentos transmitidos, essenciais para levar esta dissertação a bom porto.

Aos meus amigos de Nisa, e de Évora ao longo destes 5 anos académicos, por todo o apoio e por nunca me deixarem ir abaixo, mesmo quando os tempos foram mais difíceis. E em particular ao Rui Charrinho, pela disponibilidade e ajuda na parte mais estética do trabalho.

A toda a minha família, e em especial aos meus pais, pela oportunidade de desenvolver os meus estudos e conhecimentos ao longo da minha vida e principalmente, pelo apoio incondicional e por acreditarem sempre em mim.

Índice geral

Resumo.....	6
Abstract	7
1. Introdução	8
1.1 O fogo e o ecossistema.....	8
1.2 Ecologia dos répteis e relação com o fogo	9
1.3 Recuperação após-fogo	10
1.4 Afinidade biogeográfica.....	11
1.5 Sinopse do efeito do fogo (antes e depois) sobre as comunidades reptilianas.....	12
1.6 Objetivos do estudo	13
2. Material e Métodos	14
2.1 Caracterização da área de estudo	14
2.2 Espécies de répteis potencialmente existentes na Mata da Margaraça	15
2.3 Seleção e caracterização das parcelas de estudo	16
2.4 Método de amostragem dos répteis.....	17
2.5 Análise estatística.....	18
2.5.1 Modelo Linear Generalizado (GLM)	18
2.5.2 Regressões lineares	19
2.5.3 Índice de Bray-Curtis e Teste de Mantel.....	19
3. Resultados e Discussão.....	20
3.1 Resultados gerais	20
3.2 Número de indivíduos detetados e relação com o grau de severidade.....	23
3.3 O impacto do fogo em <i>Psammodromus algirus</i>	25
3.4 O impacto do fogo na riqueza específica.....	26
3.5 O impacto do fogo na diversidade específica	27
3.6 Análise de agrupamentos e comparação de matrizes	28
3.7 Algumas considerações e perspetivas futuras.....	30
4. Referências bibliográficas.....	31
5. Anexos	38

Índice de Figuras

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.....	14
Figura 2. Localização das 32 parcelas escolhidas na Mata da Margaraça para amostragem de répteis, e respectivas classes de severidade.	16
Figura 3. Exemplo de um possível transeto em ziguezague numa parcela.	17
Figura 4. Gráfico do número total de indivíduos observados (N) em cada parcela de amostragem. 21	
Figura 5. Gráfico cumulativo correspondente ao somatório do número de indivíduos observados (TCum), por ordem crescente do grau de severidade do fogo.	23
Figura 6. Gráfico em caixa de bigodes (boxplot) entre o número de indivíduos observados e as classes de severidade do fogo.	24
Figura 7. Regressão linear da raiz quadrada do número de indivíduos de <i>P. algirus</i> observados por parcela (VPA), com o aumento do grau de severidade do fogo.	25
Figura 8. Regressão linear da raiz quadrada do número de indivíduos de <i>P. algirus</i> observados por parcela (VPA), com o aumento do grau de severidade do fogo, excluindo as parcelas em que não foi observado qualquer indivíduo.	25
Figura 9. Regressão linear entre a riqueza específica ponderada (Eriqsp) e o grau de severidade do fogo.	26
Figura 10. Regressão linear entre a riqueza específica ponderada (Eriqsp) e o grau de severidade do fogo, excluindo as parcelas em que não foi observado qualquer indivíduo.	26
Figura 11. Regressão linear entre a diversidade específica (SiSH) e o grau de severidade do fogo.	27
Figura 12. Regressão linear entre a diversidade específica (SiSH) e o grau de severidade do fogo, excluindo as parcelas em que não foi observado qualquer indivíduo.	27
Figura 13. Dendrograma do número de indivíduos observados, para cada parcela em estudo.	28

Índice de Tabelas

Tabela 1 Efeitos pós-fogo de algumas comunidades reptilianas, observados em estudos anteriores.	12
Tabela 2. Espécies potencialmente existentes na área de estudo.	15
Tabela 3. Diferentes classes de severidade. Δ NBR – Diferença entre o Normalized Burn Ratio (NBR) antes e após o fogo.	16
Tabela 4. Espécies de répteis escamosos observadas nas parcelas de amostragem.	20

Resumo

O fogo afigura-se como uma das principais perturbações ecológicas, particularmente no Mediterrâneo. Apesar desta ser uma região adaptada ao fogo, temos assistido gradualmente a um aumento na frequência destes distúrbios. Em 2017, a ocorrência de um grande incêndio na Mata da Margaraça, localizada numa área protegida no Centro de Portugal, criou a oportunidade adequada para avaliar o seu impacto. Neste estudo, foi avaliado o efeito do grau de severidade do fogo na abundância, riqueza e diversidade de répteis. A riqueza e diversidade não foram afetadas pelo gradiente de severidade do fogo. No entanto, ao nível específico, *Psammodromus algirus*, lagartixa mediterrânica comum e generalista de habitat, teve a sua abundância afetada positivamente com o aumento do grau de severidade. A ausência de uma resposta linear por parte deste grupo taxonómico reforça a necessidade de aprofundar os estudos sobre a resposta pós-fogo, essenciais para a criação de medidas de mitigação no futuro.

Palavras-chave: répteis, fogo, distúrbios, Mediterrâneo, resposta pós-fogo

Abstract

Effects of fire in the reptile community of Mata da Margaraça

Fire is amongst one of the main ecological drivers, particularly in the Mediterranean. Despite being a fire-adapted region, over the last few years we have seen an increase in the frequency of this type of disturbance. In 2017, a large fire in Mata da Margaraça, located in a protected area in central Portugal, created an adequate opportunity to assess its impacts. In this study, we evaluated the effect of fire severity on the abundance, richness, and diversity of reptiles. Richness and diversity were not affected by the cline of fire severity. However, at species-specific level, *Psammodromus algirus*, a common lizard and habitat generalist Mediterranean species, had its abundance positively affected with the increase of fire severity. The absence of a linear response from this taxonomic group reinforces the need for further studies on post-fire response, key information for the design and implementation of mitigation measures in the future.

Keywords: reptiles, fire, disturbances, Mediterranean, post-fire response

1. Introdução

1.1 O fogo e o ecossistema

O fogo natural (ou artificial induzido pela ação humana) afigura-se como uma das mais importantes perturbações ecológicas, afetando o funcionamento e a composição de muitos ecossistemas por todo o mundo (Bond *et al.*, 2005). O fogo pode induzir significativas modificações na paisagem, das quais se destacam a fragmentação e perda de habitat (Cochrane & Laurence, 2002). Tais efeitos têm repercussões e consequências ao nível da biodiversidade local. Além dos efeitos diretos, como a mortalidade direta da fauna (Couturier *et al.*, 2011), existem diversos efeitos indiretos, onde se incluem as mudanças na composição e estrutura da vegetação (Whelan, 1995), disponibilidade de refúgios (Renken, 2006), aumento do risco de predação e aumento das amplitudes térmicas (Esque *et al.*, 2003).

Estes efeitos interativos do fogo são notórios, essencialmente, ao nível do solo, da comunidade e biodiversidade da flora e da fauna. Ao nível do solo salientam-se os efeitos na humidade e nível dos nutrientes, onde o fogo tende a reduzir a biomassa e a composição da vegetação, bem como a manta morta do solo (Russel *et al.*, 1999). Ao nível dos estratos vegetais, o fogo reduz a biomassa das plantas, suprime o desenvolvimento da vegetação lenhosa e remove a camada superior acumulada no solo, expondo-o ao estabelecimento de novos indivíduos (Cano & Leynaud, 2010). Este conjunto de alterações reflete-se também ao nível da fauna, pois ao modificar a estrutura e disponibilidade dos habitats e as condições ambientais, alteram-se os fatores reguladores da ocorrência das espécies animais. Deste modo, todo este conjunto de alterações conduz aos diferentes estágios sucessionais das comunidades vegetais e animais (Kunst *et al.*, 2003). Pode ainda atuar como um filtro ambiental, selecionando as espécies melhor adaptadas às condições pós-fogo (Santos & Cheylan, 2013).

A ampla Bacia Mediterrânica é considerada uma região biogeográfica cujos ecossistemas mostram adaptações ao fogo, fruto da alta frequência de incêndios naturais (Blondel & Blondel, 2010). Como tal, a vegetação nativa possui elevada capacidade de resiliência para com este tipo de distúrbios, resultado de uma longa história de evolução com a presença corrente do fogo (Pausas & Keeley, 2009). No entanto, nesta região tem-se observado um aumento na frequência de incêndios, maioritariamente devido à ação humana (Santos & Poquet, 2010) e alterações climáticas (Pausas, 2004). Particularmente, Portugal possui atualmente a maior taxa de incidência de fogo na Europa (Nunes *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2012). Embora o fogo na Europa seja caracterizado por episódios frequentes, os efeitos do mesmo em certos grupos faunísticos encontra-se pouco estudado, como é o caso dos répteis (Popgeorgiev & Kornilev, 2009). Os poucos estudos existentes na região Mediterrânica reportam

frequentemente uma resposta complexa dos répteis ao fogo, muitas vezes resultando em respostas específicas para cada espécie dentro de um grupo taxonómico (Santos *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2018; Santos & Poquet, 2010). Posto isto, torna-se extremamente importante avaliar os impactos do fogo no ecossistema, e em particular nas comunidades reptilianas.

1.2 Ecologia dos répteis e relação com o fogo

Os répteis são caracterizados por serem ectotérmicos, particularmente sensíveis às alterações térmicas do habitat (Huey, 1982). Ao possuírem hábitos sedentários e uma baixa capacidade de dispersão (Gibbons *et al.*, 2000), movem-se geralmente em curtas distâncias, não conseguindo escapar ou recolocar-se para condições mais favoráveis (Renken, 2006). Como tal, necessitam de lidar diretamente com as novas condições apresentadas após o fogo, o que os torna particularmente mais suscetíveis a este tipo de perturbação (Szaro, 1998). Os répteis mostram-se assim como vertebrados adequados e prioritários na avaliação das respostas ao fogo (Pianka, 1989). Naturalmente, os répteis exploram os mosaicos termais do ambiente como forma de controlar a sua temperatura corporal, mantendo-a a um nível que facilite a sua locomoção (Llewelyn *et al.*, 2006), reprodução (Wapstra, 2000), deteção de predadores e fuga (Mori & Burghardt, 2004). Tais fatores causam uma distribuição fragmentada no habitat, refletindo a sua heterogeneidade termal (Elzer *et al.*, 2013).

A fauna reptiliana é também sensível a alterações de componentes do habitat ao nível da vegetação, particularmente na heterogeneidade e cobertura do estrato vegetativo (Huey, 1982). No entanto, a resposta específica dos répteis ao fogo tem sido descrita como variável (Driscoll & Henderson, 2008), existindo alguma correlação com os atributos intrínsecos de cada espécie, tais como a tolerância ecológica e as preferências de habitat (Nimmo *et al.*, 2012). Fatores como o contexto da paisagem, condições climáticas e a presença e o conjunto total de répteis local são também importantes influenciadores da resposta ao fogo (Nimmo *et al.*, 2014).

Numa primeira avaliação, a mortalidade direta provocada pelo fogo pode ser vista como um dos principais fatores influenciadores das comunidades reptilianas. No entanto, estudos prévios sugerem que geralmente a comunidade de répteis não é afetada diretamente pelo fogo (Mushinsky & Gibson, 1991; Cunningham *et al.*, 2002), mas mais frequentemente de forma indireta através de modificações ao nível do habitat (Nimmo *et al.*, 2012; Driscoll & Henderson, 2008).

1.3 Recuperação após-fogo

Os répteis parecem demonstrar fortes respostas ao fogo (Santos & Poquet, 2010; Pianka & Goodyear, 2012; Smith *et al.*, 2013). Ficou reportado que geralmente a abundância relativa das várias espécies varia de acordo com o intervalo de tempo decorrido desde o último fogo (Nimmo *et al.*, 2012). Diferentes espécies exibem uma resposta específica, preferindo diferencialmente estágios sucessionais de vegetação iniciais, médios ou tardios (Valentine *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2016). Como o fogo normalmente afeta o habitat a curto prazo, é expectável que muitos répteis beneficiem da qualidade térmica derivada do aumento de áreas mais abertas, provocada pelo fogo (Bury, 2004). Não obstante, diversas espécies podem apresentar respostas opostas, dependendo das suas preferências de habitat, afinidade biogeográfica e características de ciclo de vida (Pastro *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2016b).

Muitas espécies de répteis podem, inclusive, aproveitar-se do novo mosaico de habitat criado pelo fogo, sobretudo se houver um aumento da disponibilidade de alimento e refúgios (Cano & Leynaud, 2010), proporcionados principalmente por troncos (Cunningham *et al.*, 2002). Ainda, em locais caracterizados por regimes de fogo frequentes, muitas espécies não só toleram o fogo, como são beneficiadas pelo mesmo (Russel *et al.*, 1999; Santos & Cheylan, 2013). No entanto, quando a associação com o habitat é muito forte, o fogo torna-se apenas um dos fatores que influencia a abundância de répteis (Driscoll *et al.*, 2012). A estrutura da vegetação e disponibilidade de abrigos e presas já foram referidos anteriormente como fatores influenciadores da resposta pós-fogo (Whelan, 1995; Renken, 2006). Assim sendo, para entender de forma clara e objetiva os efeitos do fogo nos répteis, é necessário ter em consideração quais os elementos específicos do habitat que a uma fina escala poderão desencadear estas variações. A preferência de micro-habitat, para além da severidade do fogo, poderá ser também um dos fatores mais relevantes para entender estas respostas pós-fogo (Smith *et al.*, 2013).

1.4 Afinidade biogeográfica

A afinidade biogeográfica (Sillero *et al.*, 2009) poderá ser um fator a considerar nas respostas dos répteis ao fogo. Foram observadas anteriormente variações na resposta ao fogo por parte de comunidades reptilianas tendo em conta as afinidades biogeográficas de cada espécie (Ferreira *et al.*, 2016b, 2018). Geralmente, as espécies mediterrânicas estão adaptadas a uma simplificação de habitat causada pelo fogo (Bury, 2004; Santos & Poquet, 2010), bem como maiores amplitudes térmicas (Ferreira *et al.*, 2017).

Deste modo, as espécies mediterrânicas tendem a ser favorecidas pela maior disponibilidade de áreas mais secas e quentes, conforme observado anteriormente (Santos & Cheylan, 2013; Ferreira *et al.*, 2016b). As espécies mais atlânticas, pelo contrário, poderão experienciar algumas reduções populacionais devido à decrescente disponibilidade de locais mais cobertos e húmidos (Ferreira *et al.*, 2016b). Como detetado anteriormente na região mediterrânica, é esperado que locais não ardidos poderão ainda albergar comunidades reptilianas com maior riqueza específica do que locais alterados pelo fogo (Santos *et al.*, 2016). O fogo, de modo geral, tende a simplificar e homogeneizar a reptilofauna, reduzindo a sua diversidade (Pastro *et al.*, 2011). Será de esperar então uma dominância das espécies mediterrânicas em locais ardidos, teoricamente mais adaptadas às condições pós-fogo (Santos & Poquet, 2010), embora com menor riqueza e diversidade em comparação com locais não ardidos. Tal efeito já foi observado anteriormente em diversos locais (Santos & Cheylan, 2013; Santos *et al.*, 2016; Ferreira *et al.*, 2018).

1.5 Sinopse do efeito do fogo (antes e depois) sobre as comunidades reptilianas

Na literatura, foram já testados em vários locais o efeito do fogo nas comunidades reptilianas, tendo sido demonstrada frequentemente uma forte associação das mesmas com o fogo (Bury, 2004; Santos & Poquet, 2010), embora com respostas complexas (Driscoll & Henderson, 2008; Lindenmayer *et al.*, 2008). Esta resposta pós-fogo pode ser positiva, negativa ou sem efeito aparente, conforme registado na Tabela 1, a qual possui observações de vários estudos anteriores.

Tabela 1. Efeitos pós-fogo de algumas comunidades reptilianas, observados em estudos anteriores.

Comunidades reptilianas pós-fogo	Referências
Riqueza e abundância foram maiores em locais não ardidos, e reduziram drasticamente após a ocorrência de fogo.	(Abom & Schwarzkopf, 2016)
Fogo favoreceu a presença de algumas espécies de répteis, mas não a abundância em geral. Riqueza e diversidade não foram afetadas pelo fogo.	(Cano & Leynaud, 2010)
Aumento da abundância de répteis após o fogo.	(Driscoll <i>et al.</i> , 2012)
Maior diversidade em locais não ardidos. Espécies mediterrânicas aumentaram e atlânticas diminuíram a abundância após o fogo.	(Ferreira <i>et al.</i> , 2016b)
Aumento da abundância das espécies mediterrânicas e diminuição das espécies atlânticas após o fogo.	(Ferreira <i>et al.</i> , 2018)
Maior abundância de répteis com o aumento do tempo após o fogo. Riqueza tendeu a aumentar com o tempo após o fogo, apesar de não se observar uma relação forte.	(Hu <i>et al.</i> , 2013)
Maior abundância e riqueza de répteis com o aumento do tempo após o fogo.	(Hu <i>et al.</i> , 2016)
Aumento da abundância de répteis após o fogo. Diversidade não foi afetada.	(Langford <i>et al.</i> , 2007)
Tempo desde o fogo influencia os répteis, tendo sido observada uma preferência por estádios de sucessão médios. O fogo foi importante na abertura do habitat para várias espécies.	(Nimmo <i>et al.</i> , 2013)
Riqueza e abundância não foram afetadas pelo fogo.	(Pinto <i>et al.</i> , 2018)
Diminuição da abundância de répteis após o fogo. Diversidade não foi afetada.	(Popgeorgiev & Kornilev, 2009)
Diversidade diminuiu com o fogo. Áreas ardidas são compostas por mais espécies mediterrânicas que as não ardidas.	(Santos & Cheylan, 2013)
Abundância e riqueza de répteis foi maior em locais ardidos.	(Santos & Poquet, 2010)
Riqueza maior em locais não ardidos. Algumas espécies aumentaram a abundância após o fogo. <i>P. algirus</i> diminuiu a sua abundância.	(Santos <i>et al.</i> , 2016)

1.6 Objetivos do estudo

No ano de 2017 o Centro de Portugal foi fortemente afetado pelos incêndios, tendo ardido diversas áreas florestais, algumas das quais classificadas como áreas naturais protegidas. Assim, torna-se fulcral avaliar os impactos do fogo na biodiversidade das áreas afetadas. De que forma estes incêndios florestais afetaram a comunidade de répteis, animais bastante sensíveis às alterações térmicas ao nível do habitat, e qual a extensão do potencial impacto do fogo neste grupo faunístico são temas que carecem de uma avaliação objetiva e quantitativa.

A Mata da Margaraça, zona florestal localizada no Centro de Portugal, embora esteja incluída na região biogeográfica mediterrânica (EEA, 2016), possui influências tipicamente atlânticas nas vertentes expostas a noroeste (ICNF, 2019). Este tipo de locais, quando associados a zonas de marcada influência mediterrânica geralmente englobam comunidades com misturas de espécies de diferentes afinidades geográficas (Spector, 2002). Este efeito de orientação de vertentes já foi detetado em outras áreas protegidas em Portugal, consideradas como “ilhas atlânticas”, e rodeadas por áreas de forte influência mediterrânica (e.g. Parque Natural da Serra de S. Mamede; Parque Natural de Sintra-Cascais) (Brito *et al.*, 1998). Tais características surgem como uma excelente oportunidade para avaliar o efeito do fogo em comunidades com elevada diversidade.

Deste modo, o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos do fogo na comunidade de répteis na Mata da Margaraça (Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor), área que foi significativamente afetada pelos episódios dos incêndios florestais ocorridos em 2017. Especificamente pretendeu-se avaliar: (1) as espécies que ocorrem na área pós-fogo; (2) a riqueza e diversidade de répteis em locais com diferentes graus de afetação pelo fogo; (3) analisar o potencial efeito da severidade do fogo na riqueza específica, diversidade específica e na espécie *Psammodromus algirus* em particular.

Como tal, para entender de que forma o grau de severidade afeta a comunidade de répteis da Mata da Margaraça, foi formulada a seguinte hipótese:

- As modificações provocadas pelo grau de severidade do fogo afetam espacialmente a composição (riqueza específica e abundância relativa) das espécies de répteis presentes na Mata da Margaraça.

2. Material e Métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

Este trabalho experimental conducente a dissertação decorreu na Mata da Margaraça, situada dentro da Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA). Abrange uma extensão total de 68 hectares e engloba parte das freguesias de Benfeita e Moura da Serra (ICNF, 2019) concelho de Arganil, Coimbra, Portugal (Figura 1).

Apesar de estar incluída na região biogeográfica mediterrânica (EEA, 2016), a Mata da Margaraça apresenta uma zona de marcada influência atlântica (ICNF, 2019), designadamente na sua vertente exposta a noroeste. Assim há uma zona de transição para com as influências mediterrânicas observadas nas encostas viradas a sudeste (ICNF, 2019). O clima local está classificado como pré-atlântico, sub-húmido, caracterizado pela existência de períodos quentes e secos (junho a setembro), frios e chuvosos (dezembro a fevereiro) e de transição, com temperaturas intermédias nos restantes meses (ICNF, 2019).

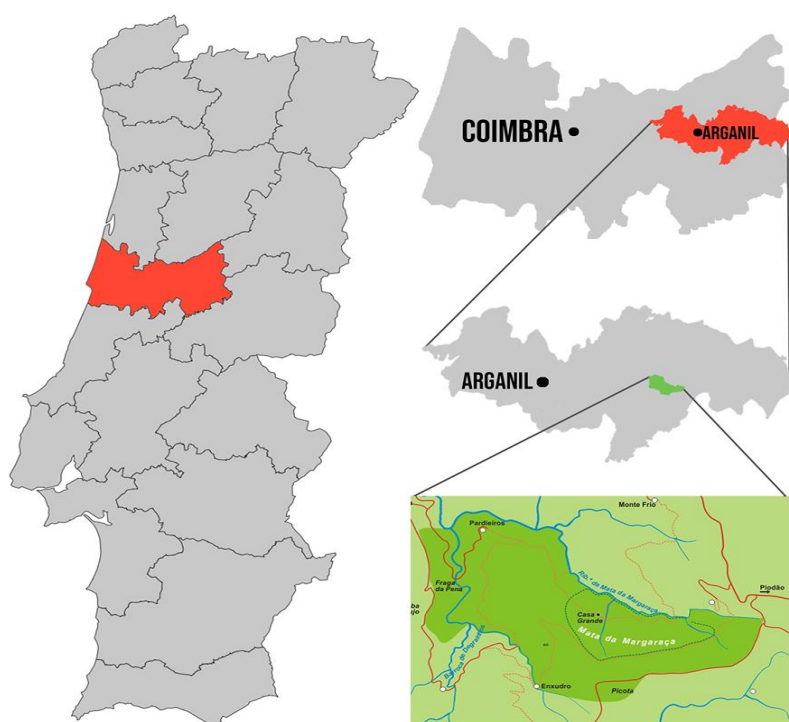


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo.

A Mata da Margaraça possui amostras únicas de vegetação natural, sendo considerada uma floresta relíquia de vegetação primitiva, com um elevado número de espécies e biótipos de interesse científico (ICNF, 2019). É também composta por uma elevada variedade de habitats, em particular dominados por carvalho-alvarinho (*Quercus robur*) e castanheiros (*Castanea sativa*), bem como povoamentos de espécies lauróides (loureiro - *Laurus nobilis*, azereiro - *Prunus lusitanica* ssp *lusitanica*, medronheiro - *Arbutus unedo*), galerias ribeirinhas e povoamentos de azevinho (*Ilex aquifolium*) (ICNF, 2019). Destacam-se ainda os povoamentos de pinhal de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) na zona limiar da Mata da Margaraça.

A fauna presente na PPSA é bastante rica, incluindo 423 espécies de invertebrados e 117 de vertebrados, várias das quais endemismos ibéricos. É de destacar a presença de espécies como a vaca-loura (*Lucanus cervus*), salamandra-lusitânica (*Chioglossa lusitanica*), lagarto-de-água (*Lacerta schreiberi*) e morcego-de-bechstein (*Myotis bechsteinii*) que possuem particular interesse de conservação (ICNF, 2019).

2.2 Espécies de répteis potencialmente existentes na Mata da Margaraça

Em função da literatura disponível (Loureiro *et al.*, 2008) e informação disponibilizada pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF, 2019) podem ocorrer potencialmente 15 espécies de répteis escamosos (Reptilia; *Squamata*) na Mata da Margaraça (Tabela 2). Contudo, na ficha técnica SIC PTCON0051 Complexo do Açor (ICNF, 2008) apenas são referidas as espécies de répteis presentes e listadas na Diretiva Habitats.

Tabela 2. Espécies potencialmente existentes na área de estudo.

Família	Nome científico	Nome comum	Afinidade biogeográfica
Blanidae	<i>Blanus cinereus</i>	Cobra-cega	Mediterrânica
Anguidae	<i>Anguis fragilis</i>	Licranço	Atlântica
Phyllodactylidae	<i>Tarentola mauritanica</i>	Osga-moura	Mediterrânica
Lacertidae	<i>Timon lepidus</i>	Sardão	Mediterrânica
	<i>Lacerta schreiberi</i>	Lagarto-de-água	Atlântica
	<i>Podarcis guadarramae</i>	Lagartixa-lusitânica	Mediterrânica
	<i>Psammodromus algirus</i>	Lagartixa-do-mato	Mediterrânica
	<i>Psammodromus occidentalis</i>	Lagartixa-do-mato-ibérica	Mediterrânica
Viperidae	<i>Vipera latastei</i>	Víbora-cornuda	Mediterrânica
Colubridae	<i>Natrix maura</i>	Cobra-de-água-viperina	Mediterrânica
	<i>Natrix astreptophora</i>	Cobra-de-água-de-colar	Mediterrânica
	<i>Coronella girondica</i>	Cobra-lisa-meridional	Mediterrânica
	<i>Zamenis scalaris</i>	Cobra-de-escada	Mediterrânica
Scincidae	<i>Chalcides striatus</i>	Fura-pastos	Mediterrânica
	<i>Chalcides bedriagai</i>	Escinco-ibérico	Mediterrânica

2.3 Seleção e caracterização das parcelas de estudo

A amostragem de répteis decorreu num total de 32 parcelas selecionadas, mas escolhidas dentro de um universo de 76 parcelas pré-selecionadas pelas características vegetativas/ação do fogo na Mata da Margaraça (Figura 2), de forma a ter uma amostragem representativa e homogênea das áreas afetadas diferencialmente pelo fogo. Especificamente, teve-se em conta o grau de severidade do fogo. Este índice de severidade de afetação pelo fogo foi calculado, para cada uma das 76 parcelas pré-selecionadas, através da deteção remota de imagens de satélite, por comparação entre o Normalized Burn Ratio (NBR) antes e depois do fogo. Para o cálculo deste indicador foram usadas imagens antes e após o fogo provenientes do satélite SENTINEL-2. Estas deram origem às diferentes classes apresentadas na Tabela 3 (Botella-Martínez & Fernández-Manso, 2017), garantindo um gradiente da menor para a maior severidade e assegurando a heterogeneidade da amostra. O NBR foi calculado utilizando os comprimentos de onda de infravermelho próximo (NIR) e infravermelho de ondas curtas (SWIR)(Key & Benson, 2006), através da fórmula
$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$$
.

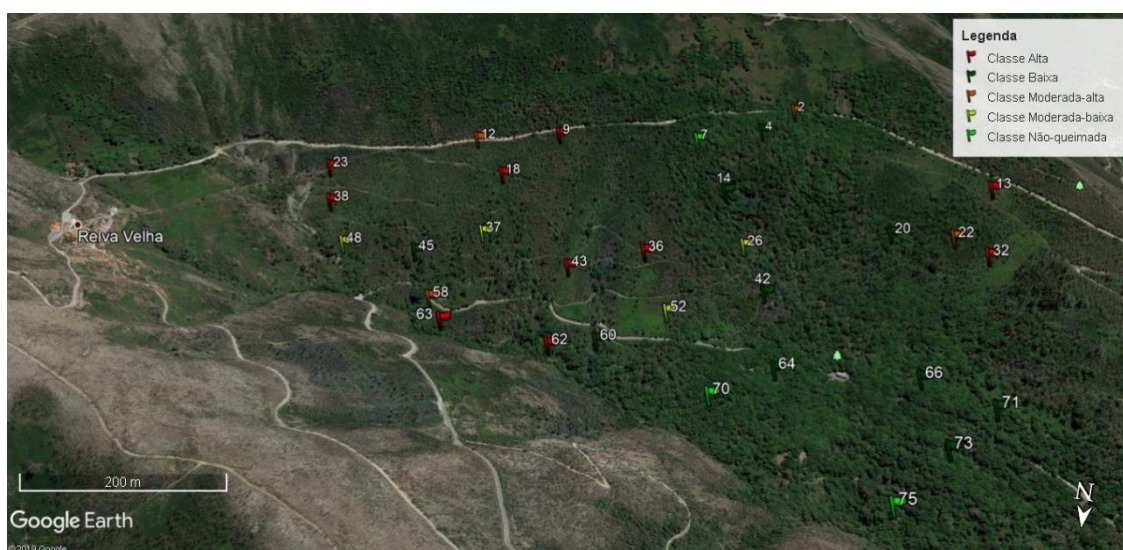


Figura 2. Localização das 32 parcelas escolhidas na Mata da Margaraça para amostragem de répteis, e respectivas classes de severidade.

Tabela 3. Diferentes classes de severidade. Δ NBR – Diferença entre o Normalized Burn Ratio (NBR) antes e após o fogo.

Δ NBR	Classe de severidade
0 a 0.1	Não-queimada
0.1 a 0.27	Baixa
0.27 a 0.44	Moderada-baixa
0.44 a 0.66	Moderada-alta
> 0.66	Alta

2.4 Método de amostragem dos répteis

Os trabalhos de campo decorreram durante as primaveras/início de verão de 2018 e 2019. Cada uma das 32 parcelas previamente definidas na Mata estava centrada no ponto para o qual fora estimado determinado grau de severidade, tendo a mesma uma dimensão de cerca de 1 hectare. De modo a cobrir a totalidade de cada parcela realizou-se um transeto em ziguezague, durante cerca de 10/15min (período estendido quando necessário em locais mais acidentados) (Figura 3) (Hill *et al.*, 2005).



Figura 3. Exemplo de um possível transeto em ziguezague numa parcela.

Tal metodologia permitia a observação direta de indivíduos e uma busca ativa de répteis em possíveis abrigos e esconderijos. Conforme a metodologia adotada por Hill *et al.* (2005), as movimentações foram ainda efetuadas em marcha lenta e contra o sol, não correndo o risco de o observador ser denunciado pela sua sombra e, consequentemente, provocar a fuga dos animais. De forma a respeitar as indicações deste tipo de metodologia – com vista a obtenção de dados fidedignos – a prospeção só foi realizada aquando da existência de condições meteorológicas favoráveis à atividade da reptilofauna. Especificamente, quando estavam reunidas as seguintes condições meteorológicas: havia luz solar direta (pelo mesmo, céu meio nublado ou intermitente), pouco ou nenhum vento e as temperaturas do ar variavam entre 10 a 25°C.

Na primeira sessão de amostragem (primavera/início de verão de 2018), cada parcela foi amostrada 1 vez enquanto na segunda sessão de amostragem (primavera/início de verão de 2019), cada parcela foi amostrada 3 vezes, perfazendo um total de 4 amostragens por parcela. Em cada sessão de amostragem registaram-se informações e observações de cada indivíduo, incluindo:

- **Espécie** – (e.g. *P.algirus*, *L.schreiberi*);
- **Idade** – (juvenil/adulto);
- **Poiso** – local exato da observação (e.g. rochas);
- **Possível refúgio e distância ao mesmo** – (e.g. troncos, 0.2m);
- **Posição** – (sol/sombra).

2.5 Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas através dos softwares R 3.6.0 para o modelo linear generalizado (GLM), GraphPad Prism 7, para as regressões lineares e NTSYSpc 2.02 para índice de Bray-Curtis e Teste de Mantel. Todas as análises foram testadas para um grau de significância de 95% ($\alpha = 0.05$).

2.5.1 Modelo Linear Generalizado (GLM)

Um Modelo Linear Generalizado (GLM) é um modelo estatístico frequentemente usado para descrever os padrões de interações e associações entre variáveis explicativas e uma variável dependente (e.g. presença/ausência; número de indivíduos), providenciando os seus parâmetros as medidas da força das associações. No nosso estudo, o GLM foi aplicado para testar possíveis diferenças no número de indivíduos (variável dependente) detetados nas diferentes classes de severidade do fogo (variável explicativa). A classe “Baixa” (B) foi utilizada como referência, e comparada com as classes “Moderada-baixa” (MB), “Moderada-alta” (MA) e “Alta” (A). Devido ao número reduzido de parcelas classificadas com a classe “Não-queimada” (NQ) (ver Anexo 1), na análise estatística por classes de severidade os registos da mesma foram englobados na classe B.

2.5.2 Regressões lineares

As regressões lineares simples são utilizadas para demonstrar como o valor médio esperado de uma variável resposta contínua está relacionado com uma dada variável explicativa, partindo do pressuposto que a interação entre ambas possui uma relação linear. No nosso estudo, estas regressões foram utilizadas para testar a relação do grau de severidade do fogo (variável explicativa) para as seguintes variáveis resposta:

- a) **Abundância de *Psammodromus algirus*** – utilizando a raiz quadrada do número de indivíduos de *P. algirus* (VPA) observados por parcela;
- b) **Riqueza específica ponderada (Eriqsp)** – corresponde à exponenciação neperiana do Índice de Shannon. Índice de Shannon (H') – medidor da diversidade em dados categóricos, calculado através da fórmula $H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i$
 p_i = abundância relativa (proporção) da espécie “i” na amostra;
- c) **Diversidade específica** – calculada através de índices de diversidade. Devido à dominância de uma espécie (*P. algirus*) sobre as restantes, foi utilizada uma ponderação entre os Índices de diversidade de Shannon e Simpson (SiSH – calculada através da fórmula: $2 \times \text{Shannon} \times \text{Simpson}$). Isto permite um maior equilíbrio entre os dados, pois o índice de Simpson dá um maior peso às espécies mais comuns, enquanto que o índice de Shannon, pelo contrário, valoriza as espécies menos comuns ou “raras” (Simpson, 1949; Spellerberg & Fedor, 2003).

2.5.3 Índice de Bray-Curtis e Teste de Mantel

Para a análise de agrupamentos, e de forma a comparar os dados de todas as espécies observadas em cada uma das 32 parcelas foi criada uma matriz, obtida através do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (BRAYCURT). Este método estatístico permitiu captar a estrutura de variação da presença de répteis para as diferentes parcelas, criando um agrupamento em função das respectivas distâncias BRAYCURT. Ainda, utilizando o método de agrupamento (dicotómico) de UPGMA (unweighted pair group method with arithmetic mean), foi possível criar um dendrograma que destacou os principais grupos (clusters) diferentes.

Para avaliar a correlação entre diferentes matrizes, foi utilizado o Teste de Mantel. Este teste cria uma estimativa linear da relação entre as matrizes de dissimilaridade, tendo em conta o grau de relação entre a composição estrutural de dois conjuntos de variáveis recolhidas no mesmo local de amostragem (Fortin *et al.*, 2002). Neste estudo, foi utilizado para analisar a relação entre as matrizes de distância Bray-Curtis elaboradas para o grau de severidade do fogo e para a variação do número de indivíduos de *P. algirus*.

3. Resultados e Discussão

3.1 Resultados gerais

No total das 32 parcelas amostradas foram observados 135 indivíduos, correspondendo a 9 espécies distintas de répteis escamosos (Reptilia, *Squamata*), sendo a maioria de afinidade biogeográfica mediterrânica (Sillero *et al.*, 2009) (Tabela 4). Na Mata da Margaraça, foi ainda registada, enquanto observação ocasional, a cobra-de-água-de-colar *Natrix astreptophora*, elevando para 10 a contagem total de espécies observadas. Deste modo, globalmente, tendo em conta a listagem de espécies com potencial ocorrência para a área em questão, foram observadas neste estudo 8 das 15 espécies assumidas como existentes na Mata da Margaraça. Além destas, foram ainda observadas as espécies *Hemorrhois hippocrepis* (cobra-de-ferradura) e *Malpolon monspessulanus* (cobra-rateira), dadas apenas como ocorrentes na vizinhança da área de estudo. Assim, tal dado aumenta a área de ocorrência destas espécies em Portugal.

Tabela 4. Espécies de répteis escamosos observadas nas parcelas de amostragem.

Família	Nome científico	Nome comum	Afinidade biogeográfica
Anguidae	<i>Anguis fragilis</i>	Licranço	Atlântica
Lacertidae	<i>Timon lepidus</i>	Sardão	Mediterrânica
	<i>Lacerta schreiberi</i>	Lagarto-de-água	Atlântica
	<i>Psammodromus algirus</i>	Lagartixa-do-mato	Mediterrânica
	<i>Psammodromus occidentalis</i>	Lagartixa-do-mato-ibérica	Mediterrânica
Scincidae	<i>Chalcides striatus</i>	Fura-pastos	Mediterrânica
Lamprophiidae	<i>Malpolon monspessulanus</i>	Cobra-rateira	Mediterrânica
Colubridae	<i>Zamenis scalaris</i>	Cobra-de-escada	Mediterrânica
	<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Cobra-de-ferradura	Mediterrânica

Relativamente ao número de indivíduos detetados por parcela, as parcelas 12, 13, 58, 60 e 64 (Figura 4) apresentaram substancialmente um maior número de registos que as restantes, e em particular um maior número de *Psammodromus algirus*. A exceção foi a parcela 64, onde se registou maioritariamente *Lacerta schreiberi* e na qual não existiu qualquer deteção de *P. algirus*. Os valores máximos de número de indivíduos e de riqueza específica foram obtidos na parcela 13, com 38 registos correspondentes a 4 espécies.

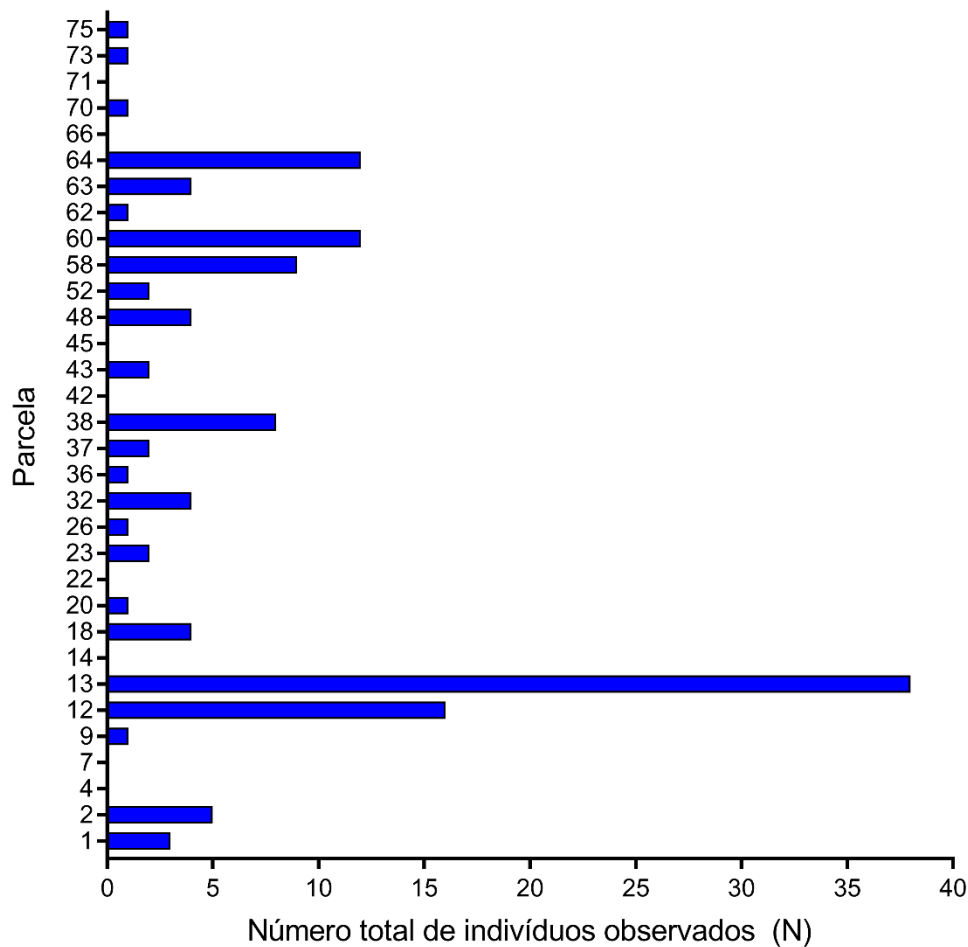


Figura 4. Gráfico do número total de indivíduos observados (N) em cada parcela de amostragem.

A lagartixa-do-mato *P. algirus* foi a espécie mais abundante, representando 76% (105 observações) de todos os registos e tendo sido observada em 66% das parcelas. Assim, muito possivelmente, apenas a lagartixa-do-mato *P. algirus* pode ser considerada como comum na Mata da Margaraça. Esta espécie é considerada como generalista de habitat, adaptando-se frequentemente às alterações no ecossistema (Carrascal & Diaz, 1989). Contrariamente ao esperado, não foi registado qualquer indivíduo de lagartixa-lusitânica *Podarcis guadarramae*, uma das espécies mais comuns no noroeste de Portugal e já estudada anteriormente em locais com ocorrência de fogo (Pinto *et al.*, 2018). Tal hipótese poderá ser explicada pelas próprias características da Mata da Margaraça, caracterizada por possuir uma floresta relíquia densa, porventura pouco ensolarada no solo, enquanto *P. guadarramae* prefere os locais rochosos (Diego-Rasilla & Perez-Mellado, 2003).

A segunda espécie mais abundante foi o lagarto-de-água *L. schreiberi*, espécie com interesse conservacionista e classificada com o estatuto “Quase ameaçada” pelo IUCN (Sá-Sousa *et al.*, 2009). As observações desta espécie perfizeram 15% (20 registos) do total de registos efetuados, distribuídos por 16% das parcelas amostradas. Apesar de ter sido a segunda espécie mais abundante neste estudo, o número de registos foi insuficiente para aferir possíveis impactos do fogo neste lacertídeo. No entanto, é de notar que o maior número de indivíduos observados (11) foi registado na parcela 64, que possui um dos menores graus de severidade (0.15 – classe “Baixa”). Por outro lado, a espécie prefere locais na proximidade de linhas de água corrente (Brito *et al.*, 1996), o que pode condicionar a sua distribuição espacial na Mata da Margaraça. Tal registo poderia sugerir um efeito negativo do fogo em *L. schreiberi*, espécie de afinidade atlântica (Sillero *et al.*, 2009) e em que previamente foi detetado um efeito negativo pós-fogo (Ferreira *et al.*, 2016b, 2018). As restantes espécies ocorreram ocasionalmente, apenas em 5 parcelas (12, 13, 52, 64 e 70) e perfazendo 9% das observações (12 registos) (ver Anexo 1).

Em 25% das parcelas não houve qualquer registo de indivíduos. Tais dados mostram também a dificuldade de deteção de répteis na área de estudo, em que a pouca insolação, através do coberto arbóreo, existente em muitas das parcelas (observação pessoal) poderá ter sido um fator influenciador da pouca detetabilidade e abundância de répteis observados. Os mesmos são seres ectotérmicos e sensíveis às variações heliotérmicas (Pianka 1989; Driscoll *et al.* 2012), dependendo das mesmas para termorregular (Huey, 1982). Tendo em conta este pormenor, no futuro são recomendados estudos mais aprofundados não só do efeito do fogo, como também das variações em termos de habitat, em particular no coberto vegetal, provado anteriormente como fator condicionador da abundância de répteis (Driscoll *et al.*, 2012; Santos & Cheylan, 2013).

3.2 Número de indivíduos detetados e relação com o grau de severidade

Existem, na literatura, relativamente poucos estudos sobre o efeito do fogo sobre os répteis, sugerindo estes uma resposta complexa dos mesmos para com o fogo (Elzer *et al.*, 2013). Para testarmos esta hipótese no contexto deste trabalho, analisou-se o número de indivíduos pelo gradiente numérico de severidade e por classe de severidade (ver métodos), cujos resultados se representam nas Figura 5 e 6, respetivamente.

Na Figura 5 podemos observar que o número de indivíduos tende a aumentar cumulativamente e de um modo relativamente gradual para maiores valores do grau de severidade do fogo, exceto a partir de cerca de 0.8 no grau de severidade, onde se regista um acréscimo mais acentuado. Tal incremento pode ser explicado em parte pelo número elevado de registos da parcela 13, classificada como 0.83 no grau de severidade (classe “Alta”) e que obteve o valor máximo de número de indivíduos de entre todas as parcelas.

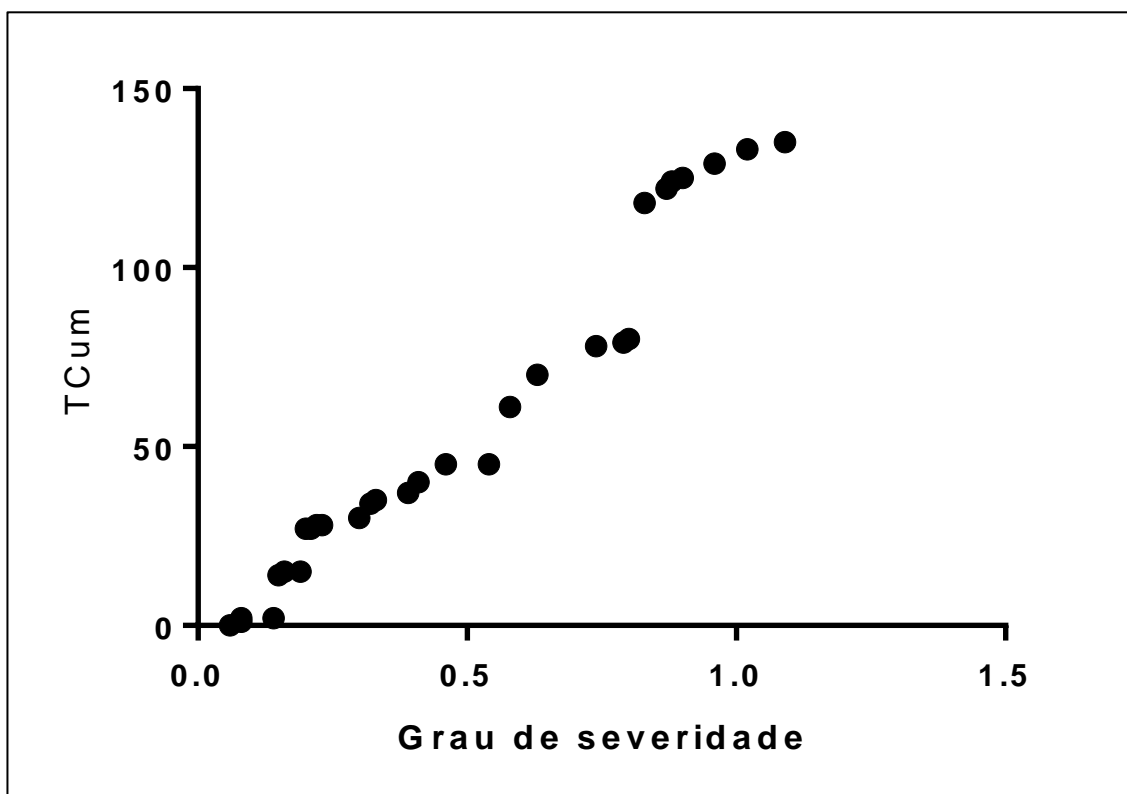


Figura 5. Gráfico cumulativo correspondente ao somatório do número de indivíduos observados (TCum), por ordem crescente do grau de severidade do fogo.

Na Figura 6 é possível observar que na classe “Baixa” (B) se registou um menor número de indivíduos. O maior número de registos ocorreu na classe “Moderada-alta” (MA). Através de um modelo linear generalizado (GLM), foi observado que as classes “Moderada-alta” (MA) e “Alta” (A), em comparação com a classe B, obtiveram significativamente um maior número de indivíduos (p-value MA = 0.0378; p-value A = 0.0265). Na classe “Moderada-baixa” (MB), pelo contrário, não foi detetada uma variação significativa no número de indivíduos em relação à classe B (p-value MB = 0.2403). Estes resultados sugerem uma tendência para um maior número de indivíduos nas classes com graus de severidade mais elevados comparativamente a classes com graus menores de severidade. Observa-se também que as parcelas 64 e 13 (classe B e A, respetivamente) surgem como pontos extremos (outliers), registando-se nestas parcelas um maior número de indivíduos que as restantes parcelas das respetivas classes de severidade de fogo. Na parcela 64 foram registados 12 indivíduos, enquanto na 13 foram identificados 38 indivíduos.

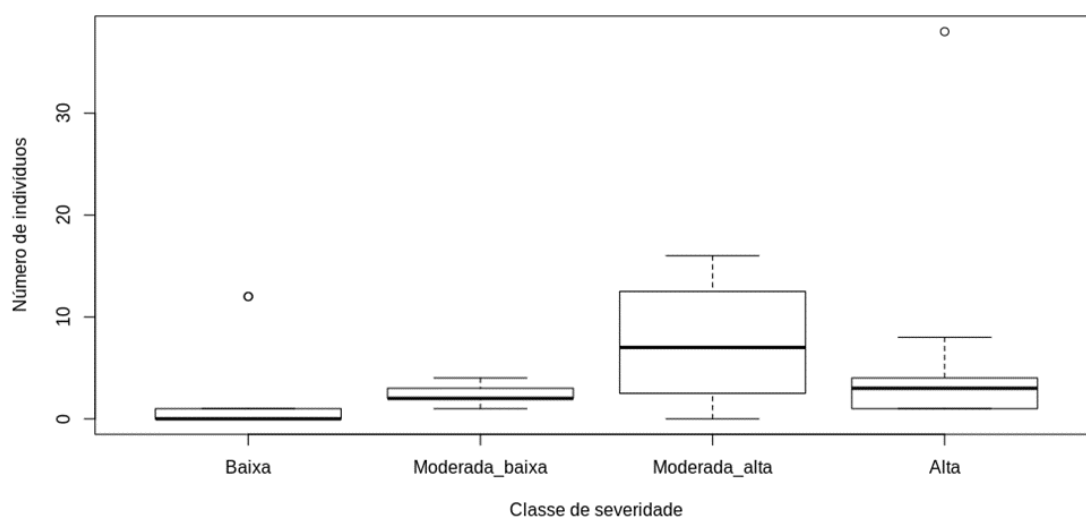


Figura 6. Gráfico em caixa de bigodes (boxplot) entre o número de indivíduos observados e as classes de severidade do fogo.

Estes resultados sugerem que o fogo, em função das classes de severidade, influencia a abundância da comunidade reptiliana. A maior abundância de répteis nas classes MA e A em relação à B está de acordo com outros estudos, em que foi registada uma resposta positiva *a priori* após a ocorrência de fogo (Rugiero & Luiselli, 2006; Pianka, 1996; Langford *et al.*, 2007). A simplificação do coberto vegetal, em particular para a entrada de luz solar que afeta a qualidade térmica do habitat (Fisher *et al.*, 2009), poderá ser um dos fatores explicativos para esta resposta positiva ao fogo.

3.3 O impacto do fogo em *Psammodromus algirus*

Como *P. algirus* foi a espécie mais abundante na área de estudo, foi ainda avaliado o impacto do fogo nesta espécie em específico. Devido ao facto de existirem várias parcelas sem qualquer registo para diferentes graus de severidade do fogo, foram feitas duas regressões lineares diferentes para cada conjunto de dados e comparadas entre elas.

Para a primeira regressão linear, representada na Figura 7, foram usados os registos de todas as parcelas incluindo aquelas onde não se obtiveram qualquer registo de indivíduos. Para a segunda regressão linear, representada na Figura 8, foram excluídas as parcelas em que não se obtiveram qualquer registo de indivíduos.

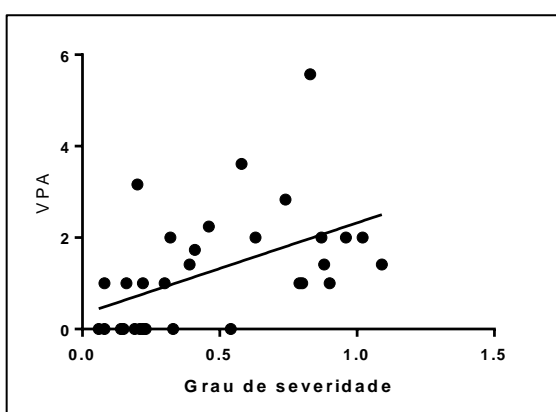


Figura 7. Regressão linear da raiz quadrada do número de indivíduos de *P. algirus* observados por parcela (VPA), com o aumento do grau de severidade do fogo.

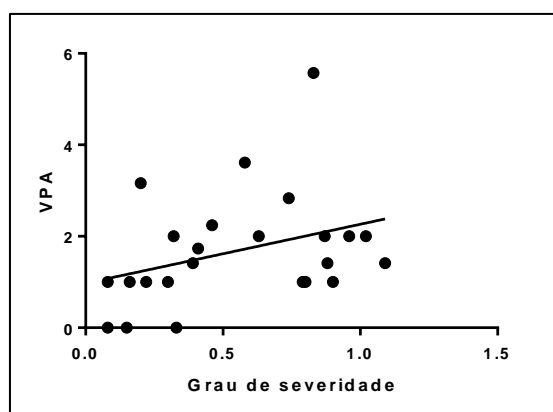


Figura 8. Regressão linear da raiz quadrada do número de indivíduos de *P. algirus* observados por parcela (VPA), com o aumento do grau de severidade do fogo, excluindo as parcelas em que não foi observado qualquer indivíduo.

Através da regressão linear mostrada na Figura 7 observa-se que existe uma correlação positiva e significativa ($r = 0.4975$; $p\text{-value} = 0.0038$) em VPA (raiz quadrada do número de indivíduos observados por parcela) para o gradiente de severidade do fogo, tendo sido observado um aumento da abundância de *P. algirus* com o aumento do grau de severidade. Contrariamente, na regressão linear presente na Figura 8, existe uma correlação positiva, mas não significativa ($r = 0.3415$; $p\text{-value} = 0.1024$) entre a abundância de *P. algirus* e o aumento do grau de severidade, apesar de se observar uma ligeira tendência para o aumento de VPA.

De acordo com a literatura, a resposta dos répteis ao fogo é frequentemente complexa, estando as respostas específicas relacionadas também com os atributos do habitat e outros fatores ambientais que variam ao longo da sucessão pós-fogo (Santos & Poquet, 2010). Ainda mais, as respostas ao fogo tendem a ser mediadas pela afinidade biogeográfica de cada espécie, bem como a sua distintividade em termos de seleção de micro-habitat (Ferreira *et al.*, 2016b). Note-se que, para *P. algirus*, foi já observado anteriormente um aumento da sua abundância após a ocorrência de fogo (Santos &

Poquet, 2010). Estes dados vão de encontro aos obtidos neste estudo, onde foi também registada uma tendência para o aumento da abundância de *P. algirus* com o aumento do grau de severidade do fogo. Esta espécie, devido ao seu cariz mediterrânico (Sillero *et al.*, 2009), possui a capacidade fisiológica de reduzir as perdas de água (Ferreira *et al.*, 2016a), colonizando tipicamente habitats abertos, que fornecem maior capacidade termorreguladora ao permitirem uma entrada de maior radiação solar (Ferreira *et al.*, 2017).

Os resultados obtidos neste estudo sugerem que *P. algirus*, espécie comum e generalista de habitat (Carrascal & Díaz, 1989), possui uma resposta positiva ao fogo, adaptando-se frequentemente às alterações por ele provocadas a nível de habitat.

3.4 O impacto do fogo na riqueza específica

Em relação à riqueza específica ponderada (Eriqsp – ver métodos), foi utilizada a mesma estratégia descrita para a espécie *P. algirus* (tópico 3.3) para a análise dos dados. Observamos que, para os dois gráficos (com e sem parcelas sem registos), a riqueza específica não sofreu alteração em relação ao grau de severidade do fogo, sugerindo que não existe uma relação entre estes 2 parâmetros. Especificamente, a regressão linear da Figura 9, embora pareça demonstrar uma ligeira tendência para o aumento da riqueza específica juntamente com o aumento do grau de severidade, os resultados sugerem uma correlação positiva não significativa, apesar de quase significativa ($r = 0.3425$; $p\text{-value} = 0.055$).

Na Figura 10, no entanto, não se observou qualquer tendência aparente, tendo sido obtida uma correlação negativa fraca e não significativa, para a variação da riqueza específica com o grau de severidade do fogo ($r = -0.0749$; $p\text{-value} = 0.728$).

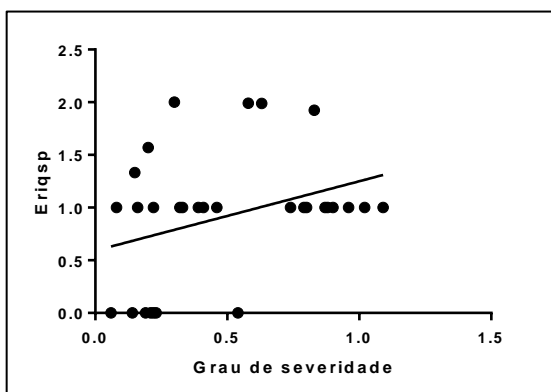


Figura 9. Regressão linear entre a riqueza específica ponderada (Eriqsp) e o grau de severidade do fogo.

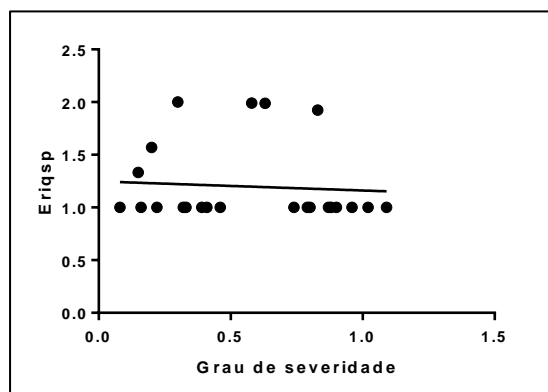


Figura 10. Regressão linear entre a riqueza específica ponderada (Eriqsp) e o grau de severidade do fogo, excluindo as parcelas em que não foi observado qualquer indivíduo.

Conforme apurado em estudos anteriores, seria de esperar que uma simplificação da vegetação causada pelo fogo provocasse, consequentemente, uma diminuição na riqueza específica (Santos *et al.*, 2016). Ainda mais, de acordo com os dados de Abom e Schwarzkopf (2016), foi anteriormente demonstrado que a riqueza da reptilofauna foi maior em locais não ardidos do que naqueles ardidos frequentemente.

Todavia, neste estudo, não foi possível confirmar qualquer variação significativa na riqueza específica após o fogo. Apesar de se observar uma ligeira tendência para o aumento da mesma, com o aumento do grau de severidade do fogo, não existe aparentemente relação entre estes 2 parâmetros. Contudo, efeitos mais complexos podem estar mascarados e subentendidos pelo potencial efeito de outros fatores não tidos em conta neste trabalho, como o contexto da paisagem (e.g. composição do habitat), bem como relacionado com alguns aspetos metodológicos. Note-se que os nossos resultados sugerem uma reposta mais complexa por parte da comunidade reptiliana. A difícil deteção de alguns grupos de répteis, em particular dos ofídios (Fitch, 1992) e de répteis fossorícolas ou de hábitos noturnos poderá ser um dos fatores que torna o tipo de metodologia usada sub-ótima para averiguar toda a riqueza de répteis existente. No futuro, e apesar destes métodos serem adequados para lacertídeos, diferentes metodologias são recomendadas de forma a ter uma avaliação mais robusta no que concerne aos grupos reptilianos de deteção mais difícil (e.g. armadilhas *pitfall*).

3.5 O impacto do fogo na diversidade específica

Para analisar a diversidade específica foi utilizada uma ponderação entre os índices de Shannon e Simpson (SiSH - ver métodos), tendo sido novamente utilizada a estratégia de análise de dados descrita nos anteriores tópicos (3.3 e 3.4). No entanto, as regressões lineares efetuadas não obtiveram resultados significativos nem apresentaram nenhuma tendência para a diversidade variar com o grau de severidade de fogo. Na Figura 11 foi obtido um p-value de 0.7823 ($r = 0.0508$), enquanto na Figura 12, que excluiu as parcelas sem registos, o valor de p-value foi de 0.7574 ($r = -0.0665$).

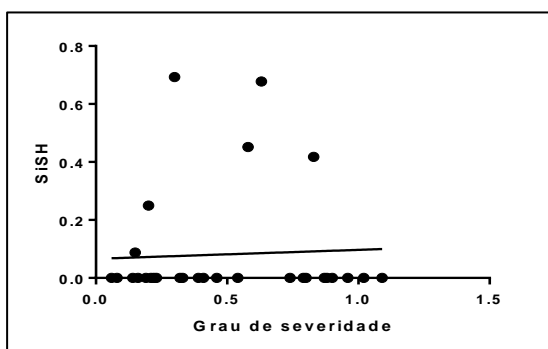


Figura 11. Regressão linear entre a diversidade específica (SiSH) e o grau de severidade do fogo.

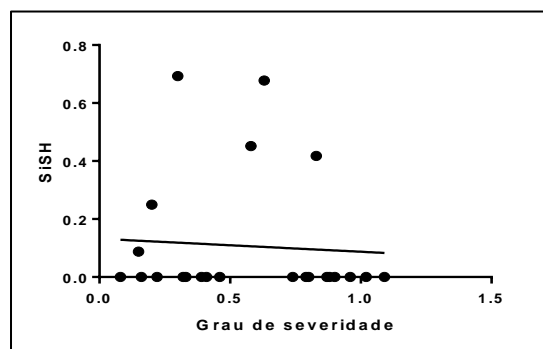


Figura 12. Regressão linear entre a diversidade específica (SiSH) e o grau de severidade do fogo, excluindo as parcelas em que não foi observado qualquer indivíduo.

Na literatura, a influência do fogo na diversidade de répteis na região mediterrânea apresenta-se complexa (Santos & Cheylan, 2013; Ferreira *et al.*, 2016b). Neste caso, as próprias características umbrias da Mata da Margaraça, caracterizada pelo seu abundante coberto vegetal, podem ter dificultado a deteção de répteis. A maior parte das espécies existentes na zona possuem afinidade biogeográfica mediterrânea (Sillero *et al.*, 2009), e frequentemente colonizam habitats com maior insolação e amplitude térmica (Huey, 1991), os quais não são tão frequentes na área de estudo.

Estes resultados indicam, uma vez mais, a complexidade da resposta ao fogo por parte dos répteis. Portanto, sugere que o fogo *per se* não provoca um impacto direto nos répteis, mas afeta provavelmente de maneira mais indireta através quer das alterações no habitat disponível (Briani *et al.*, 2004; Madden *et al.*, 1999), quer das características ecológicas de cada espécie (Rugiero & Luiselli, 2006; Santos & Poquet, 2010).

3.6 Análise de agrupamentos e comparação de matrizes

De forma a comparar os dados de todas as espécies observadas em cada uma das 32 parcelas foi criada uma matriz, obtida através do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (BRAYCURT). Este método estatístico permitiu captar a estrutura de variação da presença de répteis para as diferentes parcelas. Os resultados deste índice permitiram em seguida obter um dendrograma do número de indivíduos observados, para cada parcela em estudo (Figura 13).

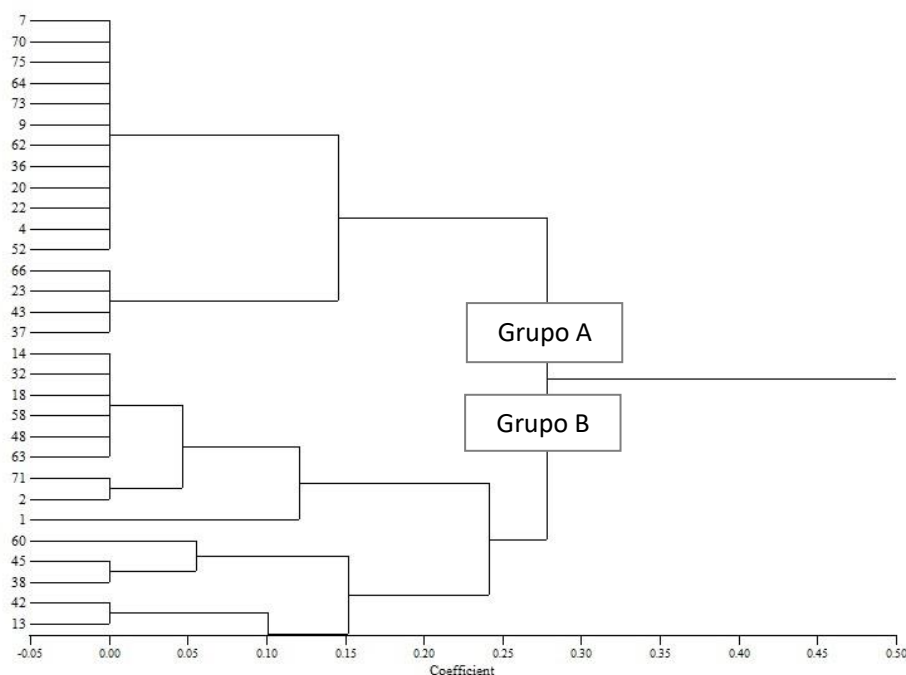


Figura 13. Dendrograma do número de indivíduos observados, para cada parcela em estudo.

Na Figura 13 podemos identificar dois grupos/agregados principais diferentes (clusters), diferenciados entre si por valores de $0.25 < \text{BRAYCURT} < 0.30$. Cada um destes ramos inclui parcelas que partilham características entre si, sendo o agregado A dividido em dois grupos iguais entre si (parcelas 7 a 52 e 66 a 37), e o agregado B com as restantes parcelas, as quais separadas em diversos subgrupos mais variados. O agregado A abrange as parcelas que apresentavam menor abundância de indivíduos e riqueza específica, bem como os menores registos de *P. algirus*. Nas parcelas 70, 75, 73, 9, 62, 36, 20 e 52 obtiveram-se apenas um indivíduo de uma única espécie, enquanto nas parcelas 7, 22, 4 e 66 não houve qualquer registo. Ainda, nas parcelas 23, 43 e 37 registaram-se somente dois indivíduos de uma única espécie, enquanto a 64 foi a mais diferenciada das restantes, com 12 indivíduos de duas espécies diferentes, focada em *L. schreiberi* e sem registo de *P. algirus*. Pelo contrário, no agregado B estão representadas as parcelas com $N > 3$ indivíduos, e com forte dominância de *P. algirus*. As parcelas 14, 71, 45 e 42, exceccionalmente, não apresentam qualquer registo de indivíduos.

De seguida, voltando a usar o mesmo índice de Bray-Curtis, foram criadas duas novas matrizes: a primeira para captar a variação do grau de severidade do fogo, e a segunda para a variação do número de indivíduos de *P. algirus*. Utilizando o Teste de Mantel, para o grau de severidade do fogo, foi obtida uma fraca correlação negativa ($r = -0.16874$; $p\text{-value} = 0.0123$), apesar de significativa, para a presença de répteis variar com o grau de severidade. Para *P. algirus*, foram obtidos resultados semelhantes, com uma fraca correlação negativa ($r = -0.16845$; $p\text{-value} = 0.0130$), apesar de significativa, o que vai de encontro aos resultados obtidos no tópico 3.3 (Resultados e discussão).

Os dois agregados obtidos permitem fazer uma separação em função das características entre as parcelas. A lagartixa-do-mato *P. algirus*, espécie mais abundante na área de estudo, aparenta ser a principal influenciadora desta divisão. No agregado A estão incluídas as parcelas com maior abundância de répteis, e em particular de *P. algirus*. Pelo contrário, no agregado B, estão incluídas as parcelas com menor abundância ou ausência de registos e pouca presença de *P. algirus*.

O Teste de Mantel foi utilizado para verificar se o grau de severidade do fogo teve a mesma tendência de variação do que aquela na abundância de répteis ou na espécie mais abundante *P. algirus*. Os resultados obtidos demonstram que apesar de a correlação ser negativa e fraca em ambos os casos, o grau de severidade tem influência nos padrões de abundância da reptilofauna em geral e desta espécie generalista de lacertídeo. Como tal, e conforme esperado, o fogo influencia significativamente a comunidade reptiliana, apesar de nem sempre de forma clara e linear (Caughley, 1985; Lindenmayer *et al.*, 2008).

3.7 Algumas considerações e perspectivas futuras

Os resultados deste trabalho sugerem que nesta área pós-fogo ocorrem algumas espécies de répteis, sendo a lagartixa-do-mato *Psammodromus algirus* a espécie mais abundante, tendo reagido positivamente ao gradiente de severidade do fogo. Apesar de que, de uma forma geral, a riqueza e diversidade de répteis não tenham sido afetadas significativamente pelos diferentes graus de severidade, este estudo suporta a complexidade dos efeitos do fogo sobre os répteis. A ausência de uma resposta linear por parte deste grupo faunístico sugere que efeitos mais complexos podem estar subentendidos por outros fatores não tidos em conta neste trabalho. Para além do fogo, elementos específicos do habitat, como a estrutura da vegetação e as características ecológicas de cada espécie, devem ser avaliados em estudos futuros.

Além disso, o baixo número de répteis observados poderá ser explicado em parte pela alta densidade de copa existente em grande parte da Mata da Margaraça, o que pode limitar a entrada de sol no solo, dificultando a detetabilidade de répteis. Tais características contrastam com a preferência deste grupo por locais que os permitam termorregular. Neste tipo de locais, os métodos de amostragem utilizados neste trabalho podem ser insuficientes para averiguar toda a comunidade de répteis aqui existente. A escassa deteção de indivíduos de alguns grupos reptilianos, como os ofídios e espécies com características fossorícolas ou de hábitos noturnos, torna a avaliação do efeito do fogo sobre os mesmos difícil. No futuro, diferentes métodos de amostragem devem ser usados como importantes ferramentas na sua avaliação (e.g. armadilhas *pitfall*).

A Mata da Margaraça, por ser um local que conjuga influências tanto mediterrânicas como atlânticas, é uma área prioritária em estudos de conservação, funcionando como “hotspot” para um grande número de espécies. Estes tipos de estudos sobre os efeitos do fogo, particularmente nos répteis, são de extrema importância para a preservação da biodiversidade. Como tal, os resultados aqui obtidos devem ser vistos como rampa de lançamento para a elaboração de estudos mais complexos a escalas maiores, visando a criação de medidas de mitigação no futuro, numa tentativa de melhor compreender este distúrbio cada vez mais frequente.

4. Referências bibliográficas

- Abom, R., & Schwarzkopf, L. (2016). Short-term responses of reptile assemblages to fire in native and weedy tropical savannah. *Global Ecology and Conservation*, 6, 58–66.
- Blondel, J., & Blondel, J. (Eds.). (2010). *The Mediterranean region: Biological diversity in space and time* (2nd ed). Oxford; New York: Oxford University Press.
- Bond, W. J., Woodward, F. I., & Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165(2), 525–538.
- Botella-Martínez, M. A., & Fernández-Manso, A. (2017). Estudio de la severidad post-incendio en la Comunidad Valenciana comparando los índices dNBR, RdNBR y RBR a partir de imágenes Landsat 8. *Revista de Teledetección*, 49, 33–47.
- Briani, D. C., Palma, A. R. T., Vieira, E. M., & Henriques, R. P. B. (2004). Post-fire succession of small mammals in the Cerrado of central Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 13(5), 1023–1037.
- Brito, J. C., Brito e Abreu, F., Paulo, O. S., Rosa, H. D., & Crespo, E. G. (1996). Distribution of Schreiber's green lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal a predictive model. *The Herpetological Journal*, 6(2), 43–47.
- Brito, J. C., Paulo, O. S., & Crespo, E. G. (1998). Distribution and habitats of Schreiber's green lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal. *The Herpetological Journal*, 8(4), 187–194.
- Bury, R. B. (2004). Wildfire, fuels reduction, and herpetofaunas across diverse landscape mosaics in northwestern forests. *Conservation Biology*, 18(4), 8.
- Cano, P. D., & Leynaud, G. C. (2010). Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 411–420.
- Carrascal, L. M., & Díaz, J. A. (1989). Thermal ecology and spatio-temporal distribution of the Mediterranean lizard *Psammmodromus algirus*. *Ecography*, 12(2), 137–143.
- Caughley, J. (1985). Effect of fire on the reptile fauna of mallee. Em *Biology of Australasian Frogs and Reptiles* (G. Grigg, R. Shine & H. Ehmann, pp. 31–34). Surrey Beatty, Chipping Norton.
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, 18(3), 311–325.

Couturier, T., Guérette, E., Cheylan, M., & Besnard, A. (2011). Impacts of a wildfire on the mortality rate and small-scale movements of a Hermann's tortoise *Testudo hermanni hermanni* population in southeastern France. *Amphibia-Reptilia*, 32(4), 541–545.

Cunningham, S. C., Babb, R. D., Jones, T. R., Taubert, B. D., & Vega, R. (2002). Reaction of lizard populations to a catastrophic wildfire in a central Arizona mountain range. *Biological Conservation*, 107(2), 193–201.

Diego-Rasilla, F. J., & Perez-Mellado, V. (2003). Home range and habitat selection by *Podarcis hispanica* (Squamata, Lacertidae) in Western Spain. *Folia Zoologica*, 52(1), 87–98.

Driscoll, D. A., & Henderson, M. K. (2008). How many common reptile species are fire specialists? A replicated natural experiment highlights the predictive weakness of a fire succession model. *Biological Conservation*, 141(2), 460–471.

Driscoll, D. A., Smith, A. L., Blight, S., & Maindonald, J. (2012). Reptile responses to fire and the risk of post-disturbance sampling bias. *Biodiversity and Conservation*, 21(6), 1607–1625.

EEA. (2016). *Biogeographical regions shapefile*. Obtido de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3> a 9 de outubro de 2019

Elzer, A. L., Pike, D. A., Webb, J. K., Hammill, K., Bradstock, R. A., & Shine, R. (2013). Forest-fire regimes affect thermoregulatory opportunities for terrestrial ectotherms. *Austral Ecology*, 38(2), 190–198.

Esque, T. C., Schwalbe, C. R., DeFalco, L. A., Duncan, R. B., & Hughes, T. J. (2003). Effects of desert wildfires on desert tortoise (*Gopherus agassizii*) and other small vertebrates. *The Southwestern Naturalist*, 48(1), 103–111.

Ferreira, C., Santos, X., & Carretero, M. A. (2016a). Does ecophysiology mediate reptile responses to fire regimes? Evidence from Iberian lizards. *PeerJ*, 4, e2107.

Ferreira, D., Brito, J. C., & Santos, X. (2018). Long-interval monitoring reveals changes in the structure of a reptile community in a biogeographic transition zone. *Basic and Applied Herpetology*, 32, 41–55.

Ferreira, D., Mateus, C., & Santos, X. (2016b). Responses of reptiles to fire in transition zones are mediated by bioregion affinity of species. *Biodiversity and Conservation*, 25(8), 1543–1557.

Ferreira, D., Žagar, A., & Santos, X. (2017). Uncovering the rules of (reptile) species coexistence in transition zones between bioregions. *Salamandra*, 53(2), 193–200.

Fisher, J. L., Loneragan, W. A., Dixon, K., Delaney, J., & Veneklaas, E. J. (2009). Altered vegetation structure and composition linked to fire frequency and plant invasion in a biodiverse woodland. *Biological Conservation*, 142(10), 2270–2281.

Fitch, H. S. (1992). Methods of sampling snake populations and their relative success. *Herpetological Review*, 23(1), 17–19.

Fortin, M.-J., Dale, M. R. T., & ver Hoef, J. (2002). Spatial analysis in ecology. Em *Encyclopedia of Environmetrics* (Vol. 4, pp. 2051–2058).

Gibbons, J. W., Scott, D. E., Ryan, T. J., Buhlmann, K. A., Tuberville, T. D., Metts, B. S., ... Winne, C. T. (2000). The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience*, 50(8), 653–666.

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., & Shaw, P. (2005). *Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring*. Cambridge University Press.

Hu, Y., Kelly, L. T., Gillespie, G. R., & Jessop, T. S. (2016). Lizard responses to forest fire and timber harvesting: Complementary insights from species and community approaches. *Forest Ecology and Management*, 379, 206–215.

Hu, Y., Urlus, J., Gillespie, G., Letnic, M., & Jessop, T. S. (2013). Evaluating the role of fire disturbance in structuring small reptile communities in temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, 22(9), 1949–1963.

Huey, R. B. (1982). Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. Em *Biology of the Reptilia* (pp. 25–74). Academic Press.

Huey, R. B. (1991). Physiological consequences of habitat selection. *The American Naturalist*, 137, S91–S115.

ICNF. (2008). *SIC Complexo do Açor*. Obtido de <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/resource/doc/sic-cont/complexo-do-acor> a 9 de outubro de 2019

ICNF. (2019). *Paisagem Protegida da Serra do Açor*. Obtido de <http://www2.icnf.pt/portal/ap/p-prot/ppsa> a 13 de fevereiro de 2019

Key, C. H., & Benson, N. C. (2006). Landscape Assessment (LA): Sampling and analysis methods. Em D. C. Lutes, R. E. Keane, J. F. Caratti, C. H. Key, N. C. Benson, S. Sutherland, & L. J. Gangi (Eds.), *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System* (Gen. Tech.

Rep. RMRS-GTR-164, p. LA-1-55). USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.

Kunst, C.R., Bravo, S. & Panigatti, J.L. (2003). *Fuego en los ecosistemas argentinos*. Ediciones INTA. Santiago del Estero, Argentina.

Langford, G. J., Borden, J. A., Mayor, S., & Nelson, D. H. (2007). Effects of prescribed fire on the herpetofauna of a Southern Mississippi pine savanna. *Herpetological Conservation and Biology*, 2(2), 135–143.

Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., MacGregor, C., Michael, D. R., Cunningham, R. B., Crane, M., ... Driscoll, D. A. (2008). How predictable are reptile responses to wildfire? *Oikos*, 117(7), 1086–1097.

Llewelyn, J., Shine, R., & Webb, J. K. (2006). Time of testing affects locomotor performance in nocturnal versus diurnal snakes. *Journal of Thermal Biology*, 31(3), 268–273.

Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M. A., & Paulo, O. S. (2008). *Atlas dos Anfíbios e Répteis*. Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

Madden, E. M., Hansen, A. J., & Murphy, R. K. (1999). Influence of prescribed fire history on habitat and abundance of passerine birds in northern mixed-grass prairie. *Canadian Field Naturalist*, 113, 627–640.

Mori, A., & Burgharth, G. M. (2004). Thermal effects on the antipredator behaviour of snakes a review and proposed terminology. *The Herpetological Journal*, 14(2), 79–87.

Mushinsky, H. R., & Gibson, D. J. (1991). The influence of fire periodicity on habitat structure. Em S. S. Bell, E. D. McCoy, & H. R. Mushinsky (Eds.), *Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space* (pp. 237–259).

Nimmo, D. G., Kelly, L. T., Farnsworth, L. M., Watson, S. J., & Bennett, A. F. (2014). Why do some species have geographically varying responses to fire history? *Ecography*, 37(8), 805–813.

Nimmo, D. G., Kelly, L. T., Spence-Bailey, L. M., Watson, S. J., Haslem, A., White, J. G., ... Bennett, A. F. (2012). Predicting the century-long post-fire responses of reptiles. *Global Ecology and Biogeography*, 21(11), 1062–1073.

Nimmo, D.G., Kelly, L. T., Spence-Bailey, L. M., Watson, S. J., Taylor, R. S., Clarke, M. F., & Bennett, A. F. (2013). Fire mosaics and reptile conservation in a fire-prone region. *Conservation Biology*, 27(2), 345–353.

Nunes, M. C. S., Vasconcelos, M. J., Pereira, J. M. C., Dasgupta, N., Alldredge, R. J., & Rego, F. C. (2005). Land cover type and fire in Portugal: do fires burn land cover selectively? *Landscape Ecology*, 20(6), 661–673.

Oliveira, S. L. J., Pereira, J. M. C., & Carreiras, J. M. B. (2012). Fire frequency analysis in Portugal (1975–2005), using Landsat-based burnt area maps. *International Journal of Wildland Fire*, 21(1), 48–60.

Pastro, L. A., Dickman, C. R., & Letnic, M. (2011). Burning for biodiversity or burning biodiversity? Prescribed burn vs. wildfire impacts on plants, lizards, and mammals. *Ecological Applications*, 21(8), 3238–3253.

Pastro, L. A., Dickman, C. R., & Letnic, M. (2013). Effects of wildfire, rainfall and region on desert lizard assemblages: The importance of multi-scale processes. *Oecologia*, 173(2), 603–614.

Pausas, J. G. (2004). Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change*, 63(3), 337–350.

Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A Burning Story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593–601.

Pianka, E. R. (1989). Desert lizard diversity: additional comments and some data. *The American Naturalist*, 134(3), 344–364.

Pianka, E. R. (1996). Long-term changes in the lizard assemblages in the Great Victoria Desert. Em M. L. Cody & J. A. Smallwood (Eds.), *Longterm studies of vertebrate communities* (pp. 191–216). San Diego: Academic.

Pianka, E. R., & Goodyear, S. E. (2012). Lizard responses to wildfire in arid interior Australia: Long-term experimental data and commonalities with other studies. *Austral Ecology*, 37(1), 1–11.

Pinto, T., Moreira, B., Freitas, H., & Santos, X. (2018). The role of fire history, land-use, and vegetation structure on the response of Mediterranean lizards to fire. *Forest Ecology and Management*, 419–420, 139–145.

Popgeorgiev, G., & Kornilev, Y. (2009). Effects of a high intensity fire on the abundance and diversity of reptiles in the Eastern Rhodopes Mountains, Southeastern Bulgaria. *Ecologia Balkanica*, 1, 41–50.

Renken, R. B. (2006). Does fire affect amphibians and reptiles in eastern U.S. oak forests? Em M. B. Dickinson (Ed.), *Fire in eastern oak forests: Delivering science to land managers: Proceedings of a conference, November 15-17, 2005, Fawcett Center, the Ohio State*

University, Columbus, Ohio (pp. 158–166). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station.

Rugiero, L., & Luiselli, L. (2006). Influence of small-scale fires on the populations of three lizard species in Rome. *The Herpetological Journal*, 16(1), 63–68.

Russell, K. R., Van Lear, D. H., & Guynn, D. C. (1999). Prescribed fire effects on herpetofauna: Review and management implications. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 27(2), 374–384.

Santos, X., & Cheylan, M. (2013). Taxonomic and functional response of a Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biological Conservation*, 168, 90–98.

Santos, X., & Poquet, J. M. (2010). Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *European Journal of Wildlife Research*, 56(6), 895–905.

Santos, X., Badiane, A., & Matos, C. (2016). Contrasts in short- and long-term responses of Mediterranean reptile species to fire and habitat structure. *Oecologia*, 180(1), 205–216.

Sá-Sousa, P., Marquez, R., Pérez-Mellado, V., & Martínez-Solano, I. (2009). *Lacerta schreiberi*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2009: E.T11113A3251580*. Obtido de <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T11113A3251580.en>. a 23 de outubro de 2019

Sillero, N., Brito, J.C., Skidmore, A.K. & Toxopeus A.G. (2009). Biogeographical patterns derived from remote sensing variables: the amphibians and reptiles of the Iberian Peninsula. *Amph Rept* 30, 185–206.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688–688.

Smith, A. L., Bull, C. M., & Driscoll, D. A. (2013). Successional specialization in a reptile community cautions against widespread planned burning and complete fire suppression. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1178–1186.

Spector, S. (2002). Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 16(6), 1480–1487.

Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. *Global Ecology and Biogeography*, 12(3), 177–179.

Szaro, R. C. (1998). The management of amphibians, reptiles and small mammals in North America: Historical perspective and objectives. Em R. C. Szaro, K. E. Severson, &

D. R. Patton (Eds.), *Management of amphibians, reptiles, and small mammals in North America: Proceedings of the Symposium* (pp. 1–2). Gen. Tech. Rep. RM-166. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.

Valentine, L. E., Reaveley, A., Johnson, B., Fisher, R., & Wilson, B. A. (2012). Burning in banksia woodlands: How does the fire-free period influence reptile communities? *PloS One*, 7(4), e34448.

Wapstra, E. (2000). Maternal basking opportunity affects juvenile phenotype in a viviparous lizard. *Functional Ecology*, 14(3), 345–352.

Whelan, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press.

5. Anexos

Anexo 1: Número total de indivíduos, por espécie, detetados em cada parcela de amostragem, e respetivas classes de severidade do fogo. AF – *Anguis fragilis*; CS – *Chalcides striatus*; HH – *Hemorrhois hippocrepis*; LS – *Lacerta schreiberi*; MM – *Malpolon monspessulanus*; PA – *Psammodromus algirus*; PO – *Psammodromus occidentalis*; TL – *Timon lepidus*; ZS – *Zamenis scalaris*.

Parcela (ID)	Grau de severidade	Classe de severidade	Espécie									Nº total de indivíduos
			AF	CS	HH	LS	MM	PA	PO	TL	ZS	
7	0,06	Não-queimada										0
70	0,08	Não-queimada			1							1
75	0,08	Não-queimada						1				1
66	0,14	Baixa										0
64	0,15	Baixa	1			11						12
73	0,16	Baixa						1				1
14	0,19	Baixa										0
60	0,20	Baixa				2		10				12
42	0,21	Baixa										0
45	0,21	Baixa										0
20	0,22	Baixa										0
71	0,22	Baixa						1				1
4	0,23	Baixa										0
52	0,30	Moderada-baixa						1			1	2
48	0,32	Moderada-baixa						4				4
26	0,33	Moderada-baixa				1						1
37	0,39	Moderada-baixa						2				2
1	0,41	Moderada-baixa						3				3
2	0,46	Moderada-alta						5				5
22	0,54	Moderada-alta										0
12	0,58	Moderada-alta				1		13	1	1		16
58	0,63	Moderada-alta				5		4				9
38	0,74	Alta						8				8
62	0,79	Alta						1				1
36	0,80	Alta						1				1
13	0,83	Alta		4			1	31		2		38
63	0,87	Alta						4				4
43	0,88	Alta						2				2
9	0,90	Alta						1				1
32	0,96	Alta						4				4
18	1,02	Alta						4				4
23	1,09	Alta						2				2
Nº total de indivíduos			1	4	1	20	1	103	1	3	1	135